第 38 卷第 9 期 生 态 学 报 Vol.38,No.9
2018 年 5 月 ACTA ECOLOGICA SINICA May,2018

DOI: 10.5846/stxb201704100617
孙雪娇,常顺利,张毓涛,宋成程,韩燕梁,芦建江,李翔.矿区道路两侧雪岭云杉叶片重金属富集效应.生态学报,2018,38(9):3155-3164.
Sun X J, Chang S L, Zhang Y T, Song C C, Han Y L, Lu J J, Li X.Accumulation of heavy metals in *Picea schrenkiana* leaves growing on roadsides in a mining area.Acta Ecologica Sinica,2018,38(9):3155-3164.

矿区道路两侧雪岭云杉叶片重金属富集效应

孙雪娇[1],常顺利[1,*],张毓涛[2],宋成程[1],韩燕梁[2],芦建江[2],李 翔[2]
1 新疆大学资源与环境科学学院绿洲生态教育部重点实验室,乌鲁木齐 830046
2 新疆林科院森林生态研究所,乌鲁木齐 830063

摘要:采矿及矿产品运输过程会对环境造成重金属污染进而对生物体产生危害。为定量描述艾维尔沟矿区道路两侧重金属污染程度、明确雪岭云杉叶片对重金属的吸收富集效应,通过采集雪岭云杉叶片和土壤样品,测试其铅(Pb)、锌(Zn)、镉(Cd)、砷(As)、铜(Cu)、铬(Cr)的含量,分析重金属的富集效应和空间分异特征。结果表明:(1)雪岭云杉叶片和土壤中各重金属含量差异显著($P<0.05$),叶片中 Pb 的含量显著高于其余重金属($P<0.05$),平均达 86.28 μg/g,土壤中 Zn、Cu 超过了国家土壤质量标准的一级限制值,而 As 比三级限制值大 41%;(2)以背景区(板房沟林场)的土壤和雪岭云杉叶片重金属为评价标准,研究区雪岭云杉叶片重金属综合污染指数为 2.05,属中度污染,其中 As 和 Pb 单项污染指数较高,达 3.65 和 2.57。研究区土壤重金属综合污染指数为 1.69,属轻度污染;(3)随距离增加,除土壤和叶片中 Pb 含量表现为负线性递减外,As 和 Cu 均表现为先升高后降低,土壤中 Cr、Zn 逐渐升高,但叶片中 Cr 逐渐降低,Zn 变化不大;(4)冗余分析(RDA)结果显示土壤中 Cu、As、Pb 与雪岭云杉死树胸径和树高呈正相关关系,而 Cr、Zn 与其呈负相关。采矿及运输已对土壤和雪岭云杉的生长造成影响,本文对天山雪岭云杉森林的生态修复与保育具有一定的借鉴作用。

关键词:重金属;富集;污染指数;雪岭云杉;天山

Accumulation of heavy metals in *Picea schrenkiana* leaves growing on roadsides in a mining area

SUN Xuejiao[1], CHANG Shunli[1,*], ZHANG Yutao[2], SONG Chengcheng[1], HAN Yanliang[2], LU Jianjiang[2], LI Xiang[2]
1 *Key Laboratory of Oasis Ecology, College of Resource and Environment Science, Xinjiang University, Urumqi* 830046, *China*
2 *Institute of Forest Ecology, Xinjiang Academy of Forestry, Urumqi* 830063, *China*

Abstract: Mining and the transportation of its products can contaminate the environment with heavy metals, which can accumulate in organisms. Pollution caused by these effects in Ewirgol, China, was described quantitatively, and the accumulation of heavy metals absorbed by the leaves of *Picea schrenkiana*, a dominant tree species in the Tianshan District, was investigated. Leaf and soil samples were collected from the roadside in Ewirgol mining area, within a vertical distance of 0—500 m to measure the As, Cd, Cr, Cu, Pb, and Zn contents. Thus, the enrichment effect and spatial differentiation characteristics of heavy metals were analyzed. The results showed that the heavy metal contents of soils and *P. schrenkiana* leaves varied significantly ($P<0.05$); Pb content in leaves, with an average value of 86.28 μg/g, was significantly higher than that of other heavy metals ($P<0.05$). Cu and Zn contents exceeded the first level in the Environmental Quality Standard for soils, and As was 41% higher than the third level. Furthermore, heavy metals in soils and *P. schrenkiana*

基金项目:"十二五"农村领域国家科技计划课题(2015BAD07B0 03-03);国家自然科学基金项目(U1503187);2017 年新疆林业科技项目;新疆维吾尔自治区教育厅研究生科研创新项目(XJGRI2017021)
收稿日期:2017-04-10; **网络出版日期**:2018-01-26

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: ecocsl@163.com

leaves in Bangfanggou, approximately 50 km south of Ürümqi, were referred to as the criteria evaluating pollution. The comprehensive pollution index of heavy metals in leaves was 2.05, which indicated moderate pollution, and the single pollution indexes for As and Pb were higher at 3.65 and 2.57, respectively. The soil pollution index was 1.69, indicating light pollution. As the distance from the road increased, Pb content in soil and leaves decreased along a negative linear gradient; the contents of both As and Cu first increased then decreased. Soil Cr and Zn contents increased gradually with increased distance from the road, but Cr content in leaves gradually decreased, while that of Zn remained stable. Lastly, redundancy analysis showed that soil As, Cu, and Pb were positively correlated with diameter at breast height and height of dry wood, with negative correlations for Cr and Zn. Therefore, soils and *P. schrenkiana* trees in the study area were affected by the transportation of mining products, and ecological restoration and conservation in this area is critical.

Key Words: heavy metals; enrichment; pollution index; *Picea schrenkiana*; Tianshan mountains

随着工业的不断发展,废弃物的排放导致生态环境受到严重破坏,其中重金属污染尤其值得重视[1]。重金属会通过大气、水体、土壤等途径扩散[2-4],在环境中具有隐蔽性、长期性和不可逆转性[5],其存在以及迁移、富集过程会对人类和动植物的生理活动乃至健康产生较大影响[6]。

矿产开采是重金属污染的主要来源之一[7],开采和冶炼过程使得地底深处的矿物暴露于地表,导致重金属元素的释放通量增加[8],对环境造成了极强生态危害[9-11]。现有研究多集中于矿区重金属污染评价和生态修复,而忽视了矿产品运输过程中带来的重金属污染[9,12-13],一部分研究也证实交通会导致道路两侧土壤和大气中的重金属含量增加[1,14]。因此研究矿产品运输过程中对环境所带来的重金属污染至关重要。

重金属污染会对种子萌发、树木生长、生理生化指标产生影响[15-16],而由于植物本身的差异及重金属元素毒性效应的不同,使得各类植物对重金属污染的适应过程和机理极为复杂,如油茶(*Camellia oleifera*)、杨树(*Pterocarya stenoptera*)等因对重金属具有超强的富集能力而对环境起到修复作用[17-18],但是重金属胁迫会对草地早熟禾(*Poa pratensis*)、黑麦草(*Lolium perenne*)等植被的种子萌发、细胞结构及各种生理过程产生负面影响[19]。天山山脉的森林主要以雪岭云杉纯林为主,灌木稀少,草本层茂盛[20],对于维持天山北麓的生态系统功能有极其重要的作用。艾维尔沟主要盛产焦煤,在采矿及运输过程产生的粉尘和尾气中含有大量的重金属(如铜、锌、铬、镉、铅等)[21-22],会扩散到环境中从而被雪岭云杉植株吸收并富集在组织器官内。叶片作为光合产物的同化器官,在植物的生活史中至关重要[14]。而有关雪岭云杉叶片对重金属的吸收富集效应以及艾维尔沟矿区的重金属污染情况还未见报道。

基于以上,本文通过采集艾维尔沟矿区道路两侧的雪岭云杉叶片和土壤样品,测试并分析重金属的含量变化特征,旨在探讨:(1)矿区道路两侧雪岭云杉叶片和土壤的重金属累积情况并进行污染评价;(2)雪岭云杉叶片对重金属的吸收富集效应;(3)道路两侧雪岭云杉叶片和土壤中重金属元素的空间分异规律。以期为天山雪岭云杉森林的健康维护和山区采矿活动的可持续发展提供相应的决策依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

艾维尔沟位于天山北坡的中山地带(44°11′—44°39′N, 82°15′—82°57′E),东西走向,全长约 70 km、平均宽 500 m。属温带大陆性气候,四季、昼夜温差变化较大,气温 1、2 月份最低,极端最低温为-30.2 ℃,7、8 月份最高,极端最高温为 30.5 ℃,年均气温约为 2—3 ℃,≥10 ℃积温为 1170.5 ℃。年降水量 120—180 mm,雨季集中在 6—8 月,年蒸发量 2000—3000 mm,降水量远远小于蒸发量,冬季降雪量不大,沟内积雪甚少。研究区主要以雪岭云杉纯林为主,林缘、林窗及林下的灌木主要有栒子(*Cotoneaster melanocarpus*)、小檗(*Berberis heteropoda*)、蔷薇(*Rosa spinosissima*)、绣线菊(*Spiraea hypericifolia*)、方枝柏(*Juniperus pseudosabina*) 和忍冬(*Lonicera hispida*)等, 林下草本植物主要有老鹳草(*Geranium rotundifolium*)、羽衣草(*Alchemilla tianschanica*)

和羊角芹(*Aegopodium podagraria*)等。林下土壤为山地灰褐色森林土[16],土壤有机质含量为 189.3 g/kg[23],含水量为 30%—35%[20]。

艾维尔沟上游主要是牧区,中下游为矿区,是典型的自然牧区与工业区的交错地带。在艾维尔沟下游矿区进行采矿活动的主要是新疆焦煤集团公司,煤矿生活区居民有 1 万多人,矿区周边还有石灰石加工厂近 20 家。进出艾维尔沟的主干道只有一条,道路沿山沟依山而筑,雪岭云杉森林分布于道路两侧。由于频繁的采矿和运输活动导致艾维尔沟污染严重,大量云杉叶片发黄甚至枯死,云杉群落的生长发育受到严重的负面影响。

1.2　野外调查与采样

本研究于 2014 年 7 月,在艾维尔沟道路的两侧垂直于道路方向布设 3 条样带,在每条样带距离道路 0、50、100、200、300 m 和 500 m 处各设置 1 个采样点(图 1),以胸径尺和树高仪分别测量距采样点范围 50m 内的死树胸径和树高(由于雪岭云杉分布于道路两侧 50 m 以外,因此于 50—500 m 的采样点处采集雪岭云杉叶片样品),在各采样点选择长势较为一致的雪岭云杉 3 株,分别在树冠层 4—6 m 高度的东、西、南、北 4 个方向采集雪岭云杉叶片,并混匀作为一个样品,同时在各个采样点采集表层(0—10 cm)土样;用上述方法在板房沟林场分别采集雪岭云杉叶片和土壤样品各 3 个,作为背景值。

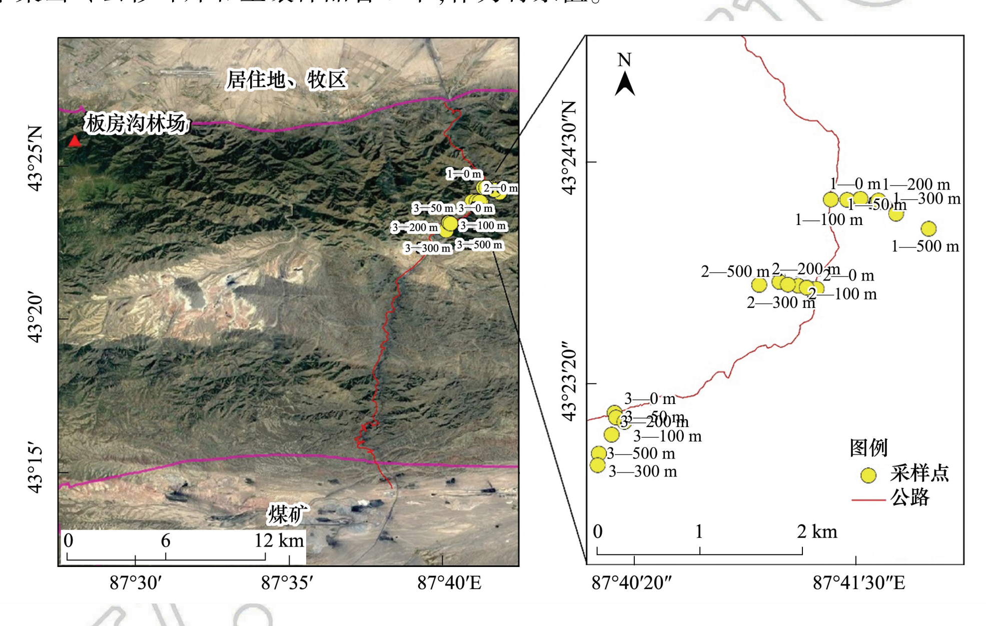


图 1　采样点示意图

Fig.1　The map of sampling points

1.3　样品测试分析

艾维尔沟主要盛产焦煤,根据白向飞等的研究,焦煤中 Cu、Pb、As、Cd、Cr 等重金属含量较高[21],同时交通会导致道路两侧土壤和植物中 Pb、Cd、Zn、Cr 的累积[14,22],因此本文将 Cu、Zn、Pb、Cr、Cd、As 作为研究对象。

将叶片样品清洗并烘干至恒重后粉碎,将土壤样品风干、研磨、过 0.149 mm 筛,按表 1 的标准及方法进行测定。

1.4　数据统计与分析

富集系数是评价植物对重金属富集能力的指标之一,富集系数越大,植物对该种重金属的富集能力越强[25],其计算公式为:

$$\mathrm{BCF} = \frac{C_i}{S_i} \tag{1}$$

式中,BCF 为富集系数,C_i为采样点植物叶片中该重金属的实测值,S_i为采样点土壤中该重金属的实测值。

表 1 雪岭云杉叶片和土壤重金属测定方法及参照标准

Table 1 Measurement method and reference standard of heavy metal in *Picea schrenkiana* leaves and soil

检测项目 Test items		测定方法 Measurement method	参照标准 Reference standard
雪岭云杉叶片	Pb	石墨炉原子吸收光谱法	GB/T5009.12—1996
P. schrenkiana leaves	Cu、Zn	硝酸-高氯酸消煮法	GB7887—87
	Cd、Cr	石墨炉原子吸收光谱法	陆地生物群落调查观测与分析[24]
	As	银盐法	GB/T5009.11—1996
土壤 Soil	As	二乙基二硫代氨基甲酸银分光光度法	GB/T17134—1997
	Cu、Zn	火焰原子吸收分光光度法	GB/T17138—1997
	Pb、Cd	KI-MIBK 萃取火焰原子吸收分光光度法	GB/T17140—1997
	Cr	火焰原子吸收分光光度法	GB/T17137—1997

污染指数的计算公式如下[26]:

$$P_i = \frac{C_i S_i}{B_i} \tag{2}$$

$$P_{综} = \frac{\sqrt{(\overline{P_i})^2 + [\max(P_i)]^2}}{2} \tag{3}$$

式中,P_i为单项污染指数,B_i为该重金属元素的评价标准,本文采用背景区(板房沟林场天山森林生态系统定位研究站的所在地)的雪岭云杉叶片和土壤重金属含量的实测值为评价标准。$P_{综}$为综合污染指数,当 $P_{综} \leqslant 0.7$ 表示清洁,$0.7 < P_{综} \leqslant 1.0$ 表示尚清洁,$1.0 < P_{综} \leqslant 2.0$ 表示轻度污染,$2.0 < P_{综} \leqslant 3.0$ 表示中度污染,$P_{综} > 3.0$ 表示重度污染。

本文通过 Excel 2013 计算雪岭云杉叶片和土壤中重金属含量的基本统计参数,其中变异系数(*CV*)为标准差和平均数的比值,当 $CV<0.1$ 时,属轻度变异,当 $0.1<CV<1$ 时,属中度变异,当 $CV>1$ 时,属强度变异;利用 SPSS 17.0 中方差分析(one-way ANOVA)和多重比较(LSD)方法,分析距污染源不同距离的雪岭云杉叶片和土壤中重金属含量的差异,并采用 Origin 9.0 进行绘图;应用非线性回归法,对重金属含量与距离进行拟合,通过判定系数(R^2)、标准误差(*SEE*)的大小及回归检验显著水平来选取最优回归模型;通过 Canoco 4.5 软件中去趋势分析(DCA)的结果选择冗余分析(RDA)探讨雪岭云杉叶片中重金属含量、死树特征与土壤中重金属含量的关系。

2 结果分析

2.1 雪岭云杉叶片和土壤中重金属含量及污染评价

2.1.1 土壤中重金属含量及污染评价

土壤中重金属含量基本特征如表 2 所示,其中 Zn 含量最高,处于 82.21—149.55 μg/g 之间,平均值为 128.04 μg/g,超过国家土壤质量标准的一级限制值。其次是 Cr、As 和 Cu,平均值分别为 47.13、42.61 μg/g 和 43.17 μg/g,且 Cu 超过了国家土壤质量标准的一级限制值,As 比国家土壤质量标准的三级限制值大 41%,土壤中 Pb 含量较小,最大为 23.12 μg/g,最小仅为 12.01 μg/g。土壤中的 Cu 变异系数为 0.096,变异程度较小,其余 4 种重金属变异系数处于 0.11—0.25 之间,为中度变异。

以板房沟林场背景值为评价标准,土壤 Pb 和 As 的单项污染指数较大,分别为 2.21 和 2.97,均属中度污染,其次是土壤 Cu,污染指数为 1.72,表明研究区受到土壤 Cu 的轻度污染。土壤 Cr 和 Zn 污染指数较小,分别为背景区的 67% 和 62%,但是背景区土壤 Zn 含量高达 204.85 μg/g,已超过国家土壤质量一级限制值(100 μg/g),但未超过二级限制值。研究区综合土壤污染指数为 1.69,达到轻度污染。

表 2　土壤中重金属含量的基本统计参数/(μg/g)

Table 2　Statistical description of heavy metals in soil

参数 Parameter		Pb	Cr	Cu	Zn	As
最大值 Maximum		23.12	57.21	54.97	149.55	55.15
最小值 Minimum		12.01	21.5	39.94	82.21	33.05
平均值 Mean		15.95	43.17	47.13	128.04	42.61
标准差 Standard deviation		2.8	10.92	4.52	16.51	4.72
变异系数 Coefficient of Variation		0.18	0.25	0.09	0.13	0.11
国家土壤质量标准	一级	35	90	35	100	15
Chinese environmental quality	二级	350	350	100	300	20
standard for soil	三级	500	400	400	500	30
背景值 Background value		7.03	63.77	27.33	204.86	14.32
污染指数 Pollution index		2.21	0.67	1.72	0.62	2.97
综合污染指数 Comprehensive pollution index		1.69				

2.1.2　雪岭云杉叶片中重金属含量及其污染评价

叶片中重金属含量基本特征如表 3 所示,其中 Pb 和 Zn 的含量较高,平均值分别为 86.28 μg/g 和 31.31 μg/g。其次是 Cr,平均含量为 11.24 μg/g,仅为背景值的 17%。Cu、As 和 Cd 含量较小,其含量分别处于 0—3、0.11—0.4 μg/g 和 0.5—2.77 μg/g 之间。雪岭云杉叶片的 6 种重金属中,Cu 属重度变异,其余均属中度变异。

6 种重金属的污染指数中,As 最大,均值为 3.65,属重度污染;其次是 Pb,均值为 2.57,属中度污染;Cd 和 Zn 的污染指数较小,分别为 1.21 和 1.63,皆属轻度污染。Cr 的污染指数最小,均值为 0.17,表现出无污染。由于叶片 Cu 含量的背景值为 0,而研究区叶片 Cu 含量实测为 0.6 μg/g,表明已受到一定程度的 Cu 污染。综合污染指数为 2.05,说明采矿活动对该地区雪岭云杉造成了中度的重金属污染。

表 3　雪岭云杉叶片中重金属含量和死树胸径、树高的基本统计参数

Table 3　Statistical description of heavy metals in *P. schrenkiana* leaves and DBH, height of dead *P. schrenkiana*

参数 Parameter	雪岭云杉叶片中重金属 Heavy metals in *P. schrenkiana* leaves/(μg/g)						死树 Dead *P. schrenkiana*	
	Pb	Cu	Cr	Zn	As	Cd	胸径/cm	树高/m
最大值 Maximum	108.42	2.00	30.22	41.63	0.40	2.77	53	21.5
最小值 Minimum	50.21	0.00	4.20	17.88	0.11	0.50	7.9	3.4
平均值 Mean	86.28	0.60	11.24	31.31	0.21	1.41	24.15	11.7
标准差 Standard deviation	15.36	0.59	7.89	6.87	0.08	0.58	10.98	4.28
变异系数 Coefficient of Variation	0.18	0.98	0.70	0.22	0.38	0.41	0.45	0.37
背景值 Background value	33.57	0	65.97	19.17	0.06	1.17		
污染指数 Pollution index	2.57		0.17	1.63	3.65	1.21		
综合污染指数 Comprehensive pollution index			2.05					

2.2　雪岭云杉叶片和土壤中重金属的空间分布特征及其富集效应

2.2.1　雪岭云杉叶片和土壤中重金属的空间分布特征

雪岭云杉叶片和土壤中重金属含量随距离的变化规律如图 2 和表 4 所示:在 50—500 m 范围内,叶片中 Zn 含量随距离无显著变化(P>0.05),但总体呈现先上升后下降的趋势。Pb 与距离满足 $y=-0.05x+97.898$ 的负线性分布,整体呈逐渐减小的趋势。Cu 和 As 与距离符合二次分布,先增大至 100 m 达到极大值后显著下降(P<0.05)。Cr 随距离反比例减小,并除 50 m 显著大于其他距离外(P<0.05),其余距离间无显著差异(P>0.05)。

距道路 0—500 m 范围内,随着距离增大,土壤中 Pb 和 Cu 含量无显著($P>0.05$)变化。Cr、Zn 与距离符合三次分布,先随距离显著增大($P<0.05$),随后缓慢下降,在 500 m 时又有所回升。而 As 随距离满足 $y=3.903\times10^{-7}x^3+0.042x+44.414$ 模型,先上升后显著下降($P<0.05$)。

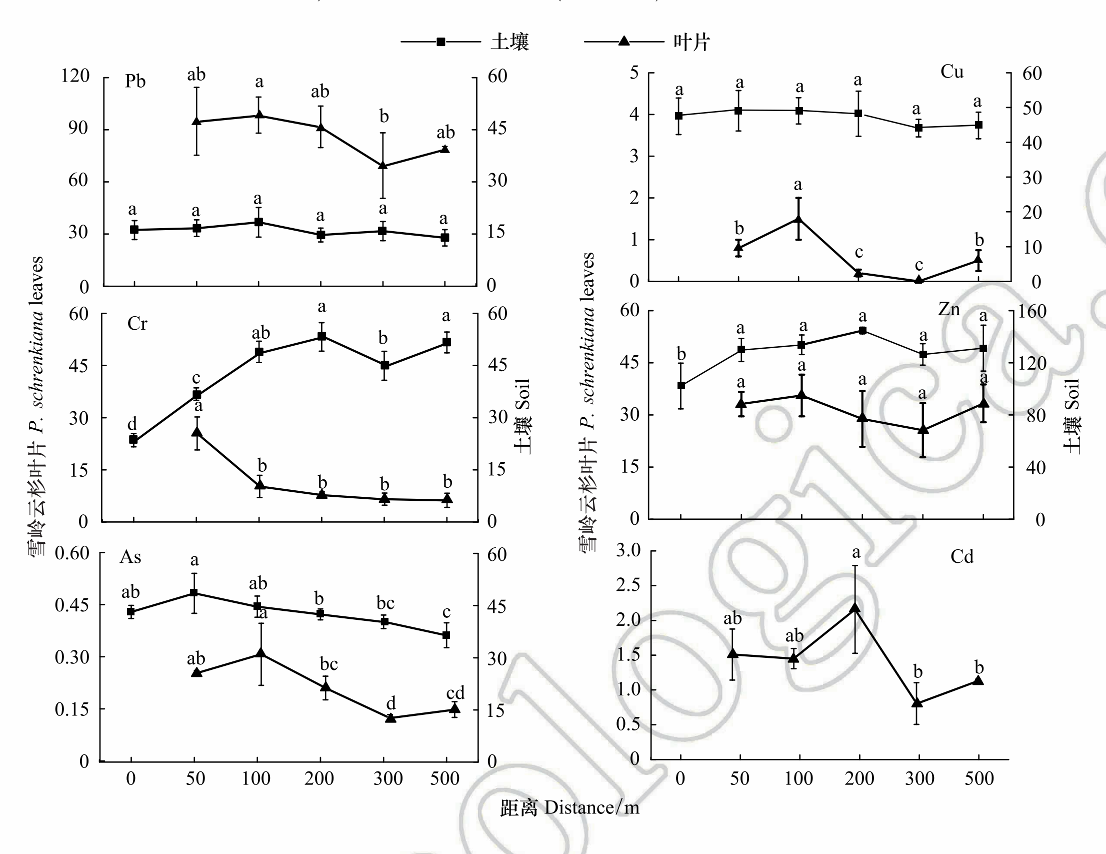


图 2 雪岭云杉叶片和土壤中重金属含量(μg/g)随距离的变化

Fig.2 Along with the change of distance the content of heavy metals in the *P. sch*renkiana leaves and soil

其中土壤 Cd 含量低于检出限,图中小写字母 a、b、c 表示雪岭云杉叶片中和土壤中各重金属含量的差异性,字母相同表示差异不显著,字母不同表示 $P<0.05$ 水平的显著差异

表 4 雪岭云杉叶片和土壤中重金属含量与距离的回归分析/(μg/g)

Table 4 Regression analysis of heavy metal content and distance in *P. schrenkiana* leaves and soil

重金属 Heavy metal		回归模型 Regression model	R^2	SEE	F	P
雪岭云杉叶片	Pb	$y=-0.05x+97.898$	0.296	13.37	5.475	0.036
P. schrenkiana leaves	Cu	$y=1.349\times10^{-5}x^2-0.009x+1.636$	0.468	0.464	5.282	0.023
	Cr	$y=1076.49x^{-1}+2.51$	0.858	3.087	78.357	<0.001
	Zn	$y=9.395\times10^{-7}x^3+0.083x+31.12$	0.269	6.629	1.348	0.309
	As	$y=1.76\times10^{-8}x^3-1.33\times10^{-5}x^2+0.002x+0.19$	0.566	0.255	16.954	0.001
	Cd	$y=1.67\times10^{-7}x^3+0.029x+0.197$	0.407	0.505	2.515	0.112
土壤 Soil	Pb	$y=-0.006x+17.085$	0.136	2.683	2.519	0.132
	Cu	$y=-1.149\times10^{-6}x^2 0.008x+48.815$	0.12	4.513	1.026	0.318
	Cr	$y=2.021\times10^{-6}x^3-0.002x^2+0.41x+22.472$	0.93	3.192	61.667	<0.001
	Zn	$y=3.138\times10^{-6}x^3-0.003x^2+0.595x+102.77$	0.609	11.38	7.268	0.004
	As	$y=3.903\times10^{-7}x^3+0.042x+44.414$	0.559	3.451	5.926	0.008

2.2.2 雪岭云杉叶片对重金属的富集效应

雪岭云杉叶片对土壤重金属的富集系数如图 3 所示,叶片对土壤重金属富集能力不同,富集系数大小顺

序为 Pb>Cr>Zn>Cu>As。其中叶片对 Pb 的富集系数显著高于其余重金属($P<0.05$),均值为 5.79,表明叶片对 Pb 有很强的富集能力,并表现出低背景高富集。而雪岭云杉叶片对 Cu、As、Cr、Zn 的富集系数较小,平均值均小于 1,尤其是 As,仅为 0.0052。

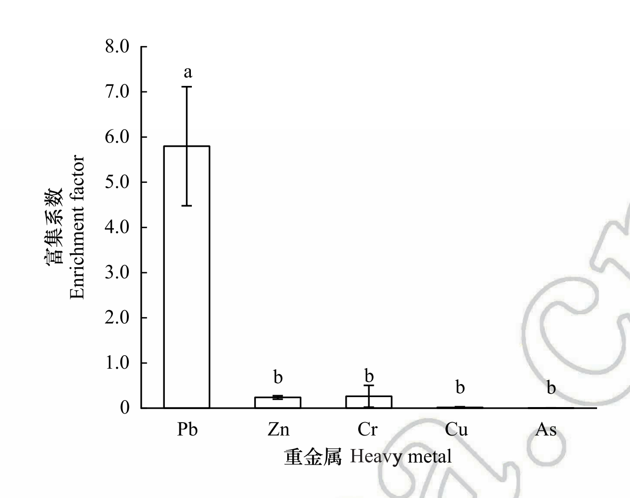


图 3　雪岭云杉叶片对各重金属元素的富集系数

Fig.3　The enrichment coefficient of heavy metal in *P. schrenkiana* leaves

2.3　雪岭云杉叶片重金属含量和死树生理特征(胸径、树高)与土壤重金属的相关性

以冗余分析(RDA)方法分别探讨叶片和死树生理特征与土壤中重金属含量之间的关系(图 4)。其中,土壤中重金属对叶片的影响结果表现为,4 个排序轴对叶片重金属的累积解释量达 71.6%,可解释 99.8% 的叶片-土壤重金属之间的相关性。RDA 排序的第一、二轴的特征值分别为 0.478 和 0.128,解释了叶片中重金属含量变化的 60.6%。RDA 二维排序图如 4a 所示,土壤 As 和 Cu 与第一轴有较强的相关性,并与叶片中的 Zn、Cu、Cr 呈正相关关系。第二轴是土壤 Pb、Cr、Zn 的变化轴,随着土壤中 Pb、Cr、Zn 含量的增加,叶片中 Cd 和 Pb 含量逐渐增大。土壤 As 对叶片中重金属含量变化的累积贡献最大,达到极显著水平($P<0.01$,表 5)。

土壤中重金属对死树生理的影响结果表现为,前 2 个排序轴对雪岭云杉死树特征的累积解释量达 79.1%,可解释 100%的死树-土壤重金属之间的相关性。RDA 二维排序图如 4b 所示,第一轴特征值为 0.698,表征土壤 Cu 的变化,随其含量增加,死树的胸径和树高逐渐增大。第二轴特征值为 0.093,与土壤中重金属含量关系较弱。土壤 Pb 和 As 与死树的胸径具有正相关性,而土壤 Cr 和 Zn 与死树的胸径和树高均呈负相关。土壤 Cu 对雪岭云杉死树生理特征的贡献最大,达到极显著水平($P<0.01$,表 5)。

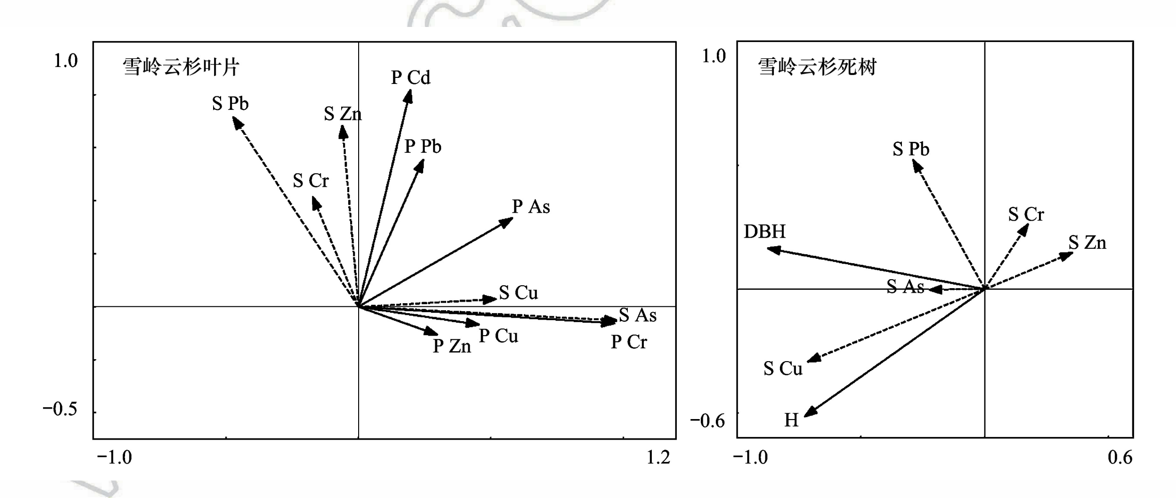


图 4　雪岭云杉叶片、雪岭云杉死树生理特征与土壤重金属的 RDA 分析二维排序图

Fig.4　Two dimensional RDA ordination diagram of heavy metals in the *P. schrenkiana* leaves and The characteristic of dead *P. schrenkiana* with soil

S:土壤重金属,heavy metal of soil;P:雪岭云杉叶片重金属,heavy metal of *P. schrenkiana*;DBH:死树胸径,the diameter at breast height of dead *P. schrenkiana*,H:死树树高,the height of dead *P. schrenkiana*;箭头及排序轴之间的夹角表示雪岭云杉叶片/死树生理特征与环境因子及排序轴之间相关性的正负,小于 90°为正相关,等于 90°,无相关性,大于 90°为负相关;各箭头线段在排序轴和另一箭头线段及其延长线上的投影表示二者之间相关性的大小,投影越大,相关性越强

表 5 土壤中重金属对排序的贡献率和 *T* 检验结果

Table 5 The Contribution rate and *T* test of heavy metals in soil to ordination

重金属 Heavy metal	雪岭云杉叶片重金属-土壤重金属 *P. schrenkiana* leaves heavy metal-soil heavy metal			死树-土壤重金属 The characteristic of dead *P. schrenkiana* tree-soil heavy metal		
	贡献率 Contribution rate/%	*F*	*P*	贡献率 Contribution rate/%	*F*	*P*
Pb	19.4	2.162	0.194	8.3	0.815	0.372
Cu	5.8	0.55	0.678	36.3	5.129	0.042
Cr	14	1.468	0.252	2.8	0.257	0.73
Zn	7.2	0.695	0.574	8.9	0.882	0.42
As	45.9	7.622	0.002	3.4	0.32	0.69

3 讨论与结论

3.1 讨论

3.1.1 艾维尔沟矿区雪岭云杉叶片和土壤中重金属含量及环境质量评价

采矿活动会向环境中释放大量重金属[15]，同时车辆汽油的不完全燃烧、液压系统的油料泄露、轮胎及金属部件的摩擦等也会导致道路两侧环境重金属含量的增加[14]。较背景区而言，艾维尔沟矿区雪岭云杉叶片和土壤中 As、Pb 含量均较高，达中度污染水平以上，一般认为，道路两侧环境 Pb 含量的累积来自汽车尾气排放[22]，而 As 含量主要来自矿区道路灰尘[27]，过量的 Pb 和 As 会危害植物根系，影响植物对营养元素的吸收和水分运输过程，直接抑制植物生长甚至引发死亡[28]。

研究区道路两侧雪岭云杉叶片为中度污染，土壤为轻度污染，叶片的污染程度较土壤更高，这是因为矿产开采及运输所带来的重金属一部分会随颗粒物沉降于周围植物和土壤上，随水养的吸收和向上传导富集在植物叶片中，而另一部分以气溶胶的状态悬浮于空气中直接被植物叶片吸收[29]。因此，雪岭云杉叶片的重金属污染指数更能表征艾维尔沟矿区重金属污染状况。

3.1.2 雪岭云杉叶片对重金属的富集效应

植物叶片对重金属的吸收富集主要取决于自身遗传基因的调控，细胞的形态结构等，这也是造成研究植物对重金属污染的适应过程和机理困难的主要因素[29]。

除上述之外，不同树种以及不同区域环境下，植物吸收富集重金属的能力也会略有差异。本研究中雪岭云杉叶片除对 Pb 的富集系数达 5.79 外，其余均处于 0.005—0.26 间，与陈静文等在西安道路两侧的云杉相比，雪岭云杉叶片对重金属的富集能力更强[30]，但远低于部分矿区乔木和道路绿化物种[17,31]，一方面是由于天山山脉降雨稀少而蒸发强烈，强的蒸腾拉力带动了重金属的吸收，并且植物中重金属的含量通常与环境中重金属污染程度有关，而矿区重金属污染程度较高速公路更为严重；另一方面，种间差异对植物富集重金属影响很大，不同物种对抗重金属胁迫对策不同，主要分为排斥和蓄积[32]，可见雪岭云杉叶片对 Pb 的耐性较强，对 Pb 采取富集对策，而对其余重金属采取少吸收的逃避对策。

土壤的理化性质、重金属的种类浓度和形态结构等也会影响植物对重金属的吸收[33]，而植物中和土壤中重金属的交互作用同样会影响植物对重金属的富集[34]。RDA 二维排序图显示，土壤 Pb、Cu、Zn 与雪岭云杉叶片中 Pb、Cd 之间具有较强的相关性，而土壤 Cr、As 与雪岭云杉叶片中 Cr、Cu、Zn 呈现较强的正相关关系，表明雪岭云杉叶片对重金属的吸收具有复合作用。具体雪岭云杉叶片中重金属的影响因素还有待进一步分析。

3.1.3 雪岭云杉叶片和土壤中重金属的空间分布特征

重金属的扩散会受所吸附颗粒物的大小、风速、风向等因素影响。叶片和土壤中 Pb 含量随距离均表现为负线性递减。与李效文等研究相同，在道路污染源两侧，随着距离增加，扩散的重金属会有逐渐减小的趋势[14]，但由于存在于空气中的气溶胶颗粒粒径更小，同时扩散范围也会更大，因此导致雪岭云杉叶片中 Pb 含

量速率下降远大于土壤。

与高丹等的研究结果类似,道路两侧土壤和植物中的 As 和 Cu,随风扩散一定距离后才与土壤和植物接触,因此随距离均表现出先升高后降低的趋势[35-36]。同时由于艾维尔沟道路两侧周围山体坡度较大,导致了土壤中 Cr、Zn 含量随距离逐渐增加。道路两侧雪岭云杉叶片中 Cr、Zn 的分布趋势与土壤又有所不同,图 4 显示土壤与叶片中的 Cr、Zn 仅有较弱的相关关系,并且研究区雪岭云杉叶片中 Zn 和 Cr 的污染指数分别是土壤的 2.62 倍和 25%,因此根据庄树宏等的研究[29,37],推断雪岭云杉叶片中 Zn 和 Cr 主要来源于叶片气孔对空气中气溶胶颗粒物的吸收。

3.1.4　重金属污染对雪岭云杉生长发育的影响

土壤中 Cu 和 As 分别超过国家一级和三级限制值,这导致了雪岭云杉叶片中重金属的累积,而 Cu 和 As 在植物体内富集过量会对植物的生长发育造成影响[28,38],因此土壤 Cu 和 As 的含量与死树的生理特征正相关。同时研究区死树平均胸径为 24.15 cm,平均树高为 11.69 m,而雪岭云杉死亡个体通常为径级较小的树木[39],这表明环境中的重金属已对雪岭云杉的生存生长造成负面影响。因此为维护雪岭云杉森林的健康建议相关部门采取:(1)加强对矿区运输车辆的监管;(2)及时对路面洒水或进行硬化处理;(3)推广先进的开采技术等措施。

3.2　结论

(1)在艾维尔沟矿区道路两侧,土壤受到轻度的重金属污染,环境中的重金属已对雪岭云杉生长造成负面影响并使叶片受到中度重金属污染。

(2)天山山脉独特的气候条件、环境中重金属含量、雪岭云杉的生理特性及重金属间的复合作用等导致雪岭云杉叶片对土壤 Pb 的富集系数达 5.97,而对其余重金属富集系数均小于 1。

(3)雪岭云杉叶片和土壤中的重金属含量在道路两侧垂直距离上的分布差异较大,土壤和雪岭云杉叶片中 Pb 含量随距离表现为负线性递减,土壤中 Cr、Zn 逐渐升高,雪岭云杉叶片中 Cr 逐渐降低,Zn 变化不大,土壤和雪岭云杉叶片中 As 和 Cu 均表现为先升高后降低。

参考文献(References):

[1] 王荣芬, 邱尔发, 唐丽清. 行道树毛白杨树干中重金属元素分布. 生态学报, 2014, 34(15): 4212-4222.

[2] 孔祥宇. 成都市中心城区大气重金属污染特征分析与区域扩散预测[D]. 成都: 成都理工大学, 2010.

[3] 郭鸿, 高斌, 陈茜. 重金属污染物在土壤中的扩散规律及埋置策略研究. 水资源与水工程学报, 2016, 27(2): 237-240.

[4] 章骅, 姚其生, 朱钰敏, 范世锁, 何品晶. 固体废物重金属污染源解析技术研究进展. 科学通报, 2012, 57(33): 3132-3138.

[5] 杨震. 南京市 15 种绿化树木对大气重金属污染净化能力的研究. 滁州学院学报, 2009, 11(4): 61-63.

[6] Merdy P, Koopal L K, Huclier S. Modeling metal-particle interactions with an emphasis on natural organic matter. Environmental Science & Technology, 2006, 40(24): 7459-7466.

[7] 廖国礼. 典型有色金属矿山重金属迁移规律与污染评价研究[D]. 长沙: 中南大学, 2005.

[8] 徐争启. 攀枝花钒钛磁铁矿区重金属元素地球化学特征[D]. 成都: 成都理工大学, 2009.

[9] 黄小娟, 江长胜, 郝庆菊. 重庆溶溪锰矿区土壤重金属污染评价及植物吸收特征. 生态学报, 2014, 34(15): 4201-4211.

[10] 王耀平, 白军红, 肖蓉, 高海峰, 黄来斌, 黄辰. 黄河口盐地碱蓬湿地土壤-植物系统重金属污染评价. 生态学报, 2013, 33(10): 3083-3091.

[11] 陈京都, 戴其根, 许学宏, 仲晓春, 郭保卫, 郑超, 张洪程, 许轲, 霍中洋, 魏海燕. 江苏省典型区农田土壤及小麦中重金属含量与评价. 生态学报, 2012, 32(11): 3487-3496.

[12] 吴迪, 杨秀珍, 李存雄, 周超, 秦樊鑫. 贵州典型铅锌矿区水稻土壤和水稻中重金属含量及健康风险评价. 农业环境科学学报, 2013, 32(10): 1992-1998.

[13] 佘玮, 揭雨成, 邢虎成, 鲁雁伟, 康万利, 王栋. 湖南石门、冷水江、浏阳 3 个矿区的苎麻重金属含量及累积特征. 生态学报, 2011, 31(3): 874-881.

[14] 李效文, 夏海涛, 魏红旭, 魏馨, 王金旺, 卢翔, 陈秋夏. 甬台温高速公路绿化林带内不同距离多树种枝叶重金属含量分析. 林业科学, 2015, 51(12): 17-25.

[15] Bae J, Benoit D L, Watson A K. Effect of heavy metals on seed germination and seedling growth of common ragweed and roadside ground cover legumes. Environmental Pollution, 2016, 213: 112-118.
[16] Ghaderian S M, Ravandi A A G. Accumulation of copper and other heavy metals by plants growing on Sarcheshmeh copper mining area, Iran. Journal of Geochemical Exploration, 2012, 123: 25-32.
[17] 杨胜香, 田启建, 梁士楚, 周耀渝, 邹慧成. 湘西花垣矿区主要植物种类及优势植物重金属蓄积特征. 环境科学, 2012, 33(6): 2038-2045.
[18] Vymazal J, Březinová T. Accumulation of heavy metals in aboveground biomass of *Phragmites australis* in horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment: a review. Chemical Engineering Journal, 2016, 290: 232-242.
[19] 张芳, 方溪, 张丽静. 草类对重金属胁迫的生理生化响应机制. 草业科学, 2012, 29(4): 534-541.
[20] 李海军. 天山中部天然云杉森林生态系统水文效应研究[D]. 乌鲁木齐: 新疆农业大学, 2011.
[21] 白向飞. 中国煤中微量元素分布赋存特征及其迁移规律试验研究[D]. 北京: 煤炭科学研究总院, 2003.
[22] 李晓艳, 吴超. 某铅锌矿区公路两侧土壤重金属污染分布研究. 环境工程, 2017, 35(1): 137-140, 168-168.
[23] 穆叶赛尔·吐地, 吉力力·阿不都外力, 姜逢清. 天山北坡东西段林沿土壤有机质含量特征对比分析. 水土保持研究, 2013, 20(1): 70-75.
[24] 董鸣. 陆地生物群落调查观测与分析. 北京: 中国标准出版社, 1997.
[25] 杨洋, 陈志鹏, 黎红亮, 廖柏寒, 曾清如. 两种农业种植模式对重金属土壤的修复潜力. 生态学报, 2016, 36(3): 688-695.
[26] 穆叶赛尔·吐地, 吉力力·阿布都外力, 姜逢清. 天山北坡土壤重金属含量的分布特征及其来源解释. 中国生态农业学报, 2013, 21(7): 883-890.
[27] 陈志明, 梁桂云, 莫招育, 黄炯丽, 刘慧琳, 毛敬英, 李宏姣, 杨俊超. 广西某矿区附近居民区道路灰尘重金属污染健康风险评价. 环境与职业医学, 2016, 33(11): 1101-1105.
[28] Stoeva N, Berova M, Zlatev Z. Effect of arsenic on some physiological parameters in bean plants. Biologia Plantarum, 2005, 49(2): 293-296.
[29] 唐丽清, 邱尔发, 韩玉丽, 王荣芬. 不同径级国槐行道树重金属富集效能比较. 生态学报, 2015, 35(16): 5353-5363.
[30] 陈静文. 公路路域绿化带植物重金属分布规律及富集性研究——以西安市南二环路为例[D]. 西安: 长安大学, 2013.
[31] 李金花, 何燕, 段建平, 张绮纹. 107 杨对土壤重金属的吸收和富集. 林业科学研究, 2012, 25(1): 65-70.
[32] 谭万能, 李志安, 邹碧. 植物对重金属耐性的分子生态机理. 植物生态学报, 2006, 30(4): 703-712.
[33] 王祖伟, 李宗梅, 王景刚, 刘佐, 刘景珍. 天津污灌区土壤重金属含量与理化性质对小麦吸收重金属的影响. 农业环境科学学报, 2007, 26(4): 1406-1410.
[34] 李博文, 杨志新, 谢建治. 2004. 土壤 Cd Zn Pb 复合污染对植物吸收重金属的影响. 农业环境科学学报, 2004, 23(5): 908-911.
[35] 高丹. 青藏高原路侧土壤及植物的重金属含量分布特征与规律研究[D]. 北京: 北京交通大学, 2013.
[36] 季辉, 赵健, 冯金飞, 张卫建. 高速公路沿线农田土壤重金属总量和有效态含量的空间分布特征及其影响因素分析. 土壤通报, 2013, 44(2): 477-483.
[37] 庄树宏, 王克明. 城市大气重金属(Pb, Cd, Cu, Zn)污染及其在植物中的富积. 烟台大学学报: 自然科学与工程版, 2000, 13(1): 31-37.
[38] 张国军, 邱栋梁, 刘星辉. Cu 对植物毒害研究进展. 福建农林大学学报: 自然科学版, 2004, 33(3): 289-294.
[39] 王慧杰, 常顺利, 张毓涛, 谢锦, 何平, 宋成程, 孙雪娇. 天山雪岭云杉森林群落的密度制约效应. 生物多样性, 2016, 24(3): 252-261.